

Improvement of a conventional activated sludge process using a hybrid moving bed system

Jaime Martín-Pascual*, José Manuel Poyatos, Ernesto Hontoria
Department of Civil Engineering, University of Granada, 18071 Granada, Spain

Mejora de un proceso convencional de fangos activos empleando un sistema híbrido de lechos móviles

Millora d'un procés convencional de fangs actius emprant un sistema híbrid de llits mòbils. Recibido:

23 de septiembre de 2014; revisado: 17 de diciembre de 2014; aceptado: 21 de enero de 2015

RESUMEN

Las exigencias normativas tras la Directiva 91/271/CEE, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas hacen necesario mejorar la eficiencia de muchas de las plantas de tratamiento de aguas residuales construidas en Europa en las últimas décadas. En este trabajo se estudian los beneficios que supone el empleo de un novedoso sistema de lechos móviles en una depuradora convencional de fangos activos en función de la carga másica de trabajo. La investigación consistió en comparar las diferencias existentes en eliminación de materia orgánica para un agua residual urbana de ambos sistemas en dos plantas semitécnicas iguales con decantador como sistema de separación física: un sistema convencional de fangos activos y un sistema con soportes en donde se adhiere parte de la biomasa en forma de biopelícula. El estudio ha mostrado que en baja carga el sistema de lecho móvil es capaz de eliminar un 43,33% adicional de DBO₅ y un 30,08% adicional de DQO, permitiendo que una posible planta existente de fangos activos de baja carga que no cumpliera la normativa existente pudiera hacerlo al pasar de 30±5 mgO₂/L de DBO₅ en el fango activo a 17±2 mgO₂/L DBO₅ en el sistema con lecho.

Palabras clave: Lecho móvil; fangos activos; rehabilitación; agua residual.

SUMMARY

The regulatory requirements of the European Directive 91/271/EEC about urban wastewater treatment make it necessary to improve the efficiency of many wastewater treatment plant (WWTP) built in Europe in recent decades. In this research, the benefits of the use of the innovative technology of moving bed in a conventional activated sludge were studied. The research compared the differences in organic matter removal between both systems in two equal pilot plants with settler as physical separation system: a conventional activated sludge system and a hybrid moving bed which part of the biomass attached

in the carriers. The study showed that at low feed/mass loading, moving bed system is able to remove an additional 43.33% of BOD₅ and an additional 30.08% of COD. So, an existing plant of low feed/mass loading activated sludge with an effluent of 30±5 mgO₂/L of BOD₅ could be restored with a hybrid moving bed getting an effluent of 17±2 mgO₂/L of BOD₅.

Keywords: Moving bed; activated sludge; restoration; wastewater.

RESUM

Les exigències normatives després de la Directriu 91/271/CEE, sobre el tractament de les aigües residuals urbanes fan necessari millorar l'eficiència de moltes de les plantes de tractament d'aigües residuals construïdes a Europa en les últimes dècades. En aquest treball s'estudien els beneficis que suposa l'ús d'un nou sistema de llits mòbils en una depuradora convencional de fangs actius en funció de la càrrega màssica de treball. La investigació va consistir en comparar les diferències existents en eliminació de matèria orgànica per una aigua residual urbana d'ambdós sistemes en dues plantes semitécniques iguals amb decantador com a sistema de separació física: un sistema convencional de fangs actius i un sistema amb suports on s'adhereix part de la biomassa en forma de biopel·lícula. L'estudi ha mostrat que en baixa càrrega el sistema de llit mòbil és capaç d'eliminar un 43,33% addicional de DBO₅ i un 30,08% addicional de DQO, el que permet que una possible planta existent de fangs actius de baixa càrrega que no complís la normativa existent pogués fer-ho en passar de 30 ± 5 mgO₂/L de DBO₅ en el fang actiu a 17 ± 2 mgO₂/L DBO₅ en el sistema amb llit.

Paraules clau: Llit mòbil; fangs actius; rehabilitació; aigua residual.

*Corresponding Author: jmpascual@ugr.es; Tel.: (+34) 958 246154; Fax: (+34) 958 246138;

INTRODUCCIÓN

La Directiva Europea 91/271/CEE del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas indica que los Estados miembros velarán por que las aguas residuales urbanas sean objeto, antes de verse, de un tratamiento secundario o de un proceso equivalente. Sin embargo, en muchos países de la Unión Europea no se ha alcanzado este objetivo. En el presente estudio, desarrollado por ESAMUR junto con el grupo de investigación MITA de la Universidad de Granada, se analiza cómo podría incrementarse la carga de entrada a una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de fangos activos existente utilizando un novedoso sistema de lechos móviles híbrido. El proceso de lecho móvil híbrido consiste en un reactor que opera en condiciones de mezcla perfecta en el que la biomasa se encuentra tanto en forma dispersa (flóculos biológico) como en forma adherida (biopelícula), protegida en el interior de soportes plásticos diseñados especialmente con una elevada superficie interna de densidad ligeramente inferior al agua lo que les permite mantenerse en suspensión y en continuo movimiento en el reactor biológico y completamente distribuidos por todo el reactor. Este proceso, originariamente basado en la combinación de los procesos de fangos activos y biofiltros ha ido desarrollándose hasta convertirse en un proceso altamente efectivo (Kermani et al. 2008). Los reactores de lecho móvil fueron desarrollados en la década de los 80 (Odegaard, 2006); en los 90 la compañía ANOXKALDNES desarrolló la patente de diversos procesos de este tipo y se instalaron numerosas depuradoras aplicando procesos de biopelícula que se caracterizan por poder realizar todos los procesos de biodegradación: materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en la biopelícula generada en los soportes con altas concentraciones de biomasa. Ya en el siglo XXI, numerosos estudios demostraron los beneficios de la integración de los medios de película fija en la eliminación de nutrientes biológicos con los procesos de fangos activos, con el objetivo principal de mejorar la nitrificación y con tiempos de retención celular medios permitiendo además optimizar el volumen del reactor biológico (Sriwiriyarat y Randall, 2005). En la actualidad, los reactores lecho móvil tanto de biopelícula pura como híbridos se han convertido en una alternativa presentando unos excelentes resultados en la eliminación de diferentes contaminantes (Mehrdadi et al., 2006).

La esencia de este proceso reside en la biopelícula generada en los soportes, los cuales son diseñados para proporcionar una superficie de protección a la biopelícula y unas condiciones óptimas para el cultivo de microorganismos cuando los soportes están suspendidos libremente en agua (Rusten et al., 2006) debiendo además facilitar a los microorganismos adheridos los requerimientos en cuanto a la transferencia de sustrato y de oxígeno (Plattes et al., 2007), proveyendo una elevada superficie de contacto que permita la adherencia y crecimiento de los microorganismos. A lo largo del desarrollo de estos sistemas, se han empleado soportes de diferentes materiales aunque en los últimos años se ha hecho cada vez más frecuente el uso de materiales plásticos ya que presentan una densidad próxima a 1 gr/cm³ (Rusten et al., 2006) que permite reducir los costes energéticos que permitan mantenerlos en continuo movimiento, así como soportes porosos con alta porosidad y baja densidad (Wang et al., 2005).

La superficie necesaria para un proceso de lecho móvil es inferior ya que los soportes proporcionan una elevada superficie específica que permite una alta concentración de biomasa por unidad de volumen otorgando al sistema además una mayor estabilidad (Jahren et al. 2002). Se trata de un proceso flexible en cuanto a rendimientos pudiendo aumentar la eficiencia del sistema variando la cantidad de relleno plástico de acuerdo a las cargas actuales o futuras, aunque en todo caso, se recomienda que no supere el 70% (Rusten et al., 2006). Este tipo de sistemas puede además reducir problemas derivados de la difusión de sustrato inherente a los procesos de lechos fijos (Chan et al., 2009) presentando un menor riesgo de pérdida de la biomasa frente a otros sistemas (Mehrdadi et al., 2006), y una menor dependencia de las condiciones ambientales y de la toxicidad del influente (Wang et al., 2005).

La inmovilización de la biomasa en forma de biopelícula es un modo eficiente de retener microorganismos de crecimiento lento como son las bacterias nitrificantes en altas cantidades (Zalakain et al., 2008), habiéndose obtenido buenos resultados en la fijación de bacterias nitrificantes y desnitrificantes (Kermani et al., 2008). En contra, estos sistemas presentan algunos problemas que impiden su aplicación en grandes industrias tales como el control de la expansión del lecho, el mantenimiento del espesor de la biopelícula y el sistema de distribución del oxígeno (Chan et al., 2009).

El objetivo del presente trabajo fue determinar la mejora del proceso de depuración empleando un sistema de lecho móvil en comparación con los sistemas convencionales de fangos activos. Para lo cual se determinó la mejora de rendimiento de materia orgánica con la utilización de soportes en un sistema de fangos activo, la influencia de la carga contaminante en el proceso de fangos activos con y sin utilización de soporte a través del análisis de la carga másica y su influencia en la eliminación de materia orgánica en el proceso.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

Previo a la puesta en marcha de la planta semitécnica en la que se desarrolló la investigación, con objeto de seleccionar el relleno más adecuado a emplear, se probó el comportamiento de diferentes rellenos en diferentes condiciones a escala laboratorio. Esta investigación se basó en el análisis del funcionamiento frente a diferentes variables de un sistema de lecho móvil analizando los rendimientos en eliminación de materia orgánica descrito en Martín-Pascual et al., (2011), en el cual se obtuvieron una serie de conclusiones de las cuales se decide el empleo de un relleno en la planta piloto debido a que durante el proceso de inoculación se adhirió una biopelícula medida en forma de sólidos en suspensión totales de 7,52 g/L y un rendimiento en eliminación de materia orgánica que alcanzó el 56,97±5,95% de DQO soluble en las condiciones de 50% de porcentaje de relleno y 15 horas de tiempo de retención hidráulico (TRH).

2.2. RELLENO

Como material de soporte de la biopelícula se empleó el relleno plástico AQWISE ABC5, desarrollado por AQWISE y suministrado en España por ECOHIDRO. El soporte tiene forma de espiral cuadrangular hueca con cruceta in-

terior (Figura 1) de dimensiones mostradas en la tabla 1. Durante la investigación se operó con un 20% de relleno, definiéndose tal porcentaje como la relación de volumen aparente ocupado por el relleno entre el volumen total del reactor biológico. El relleno fue introducido sin biopelícula dentro del reactor biológico. Para asegurar una adecuada inoculación bajo las condiciones de trabajo de la planta piloto se estableció un periodo de dos meses antes de considerar que ésta era estable.

Tabla 1 Características geométricas y físicas del soporte empleado.

Al-tura (mm)	Lado Mayor (mm)	Lado Menor (mm)	Diá-metro (mm)	Espesor (mm)	Densidad (g cm ⁻³)	Uni-dades por m ³	Peso medio por Ud.(mg)
13	14	12	-	0,8	0,92–0,96	308.000	370

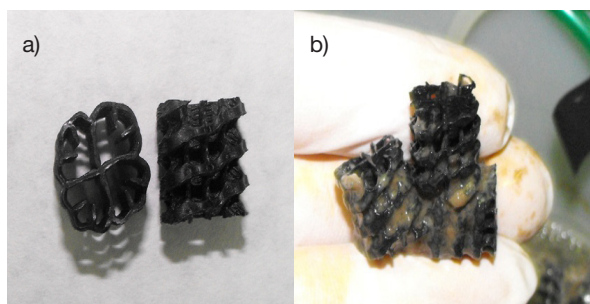


Figura 1. Relleno empleado a) Relleno AQWISE ABC5 suministrado por ECOHIDRO; b) Relleno con presencia de biopelícula durante el desarrollo experimental

2.3. PLANTA PILOTO

La planta piloto empleada se ubicó en la EDAR de Puerto Lumbreras, en la región de Murcia (España) cuya tecnología es: Fangos Activos (Aireación Prolongada) + Coagulación + Floculación + Filtro de Arena + Desinfección Ultravioleta. La planta piloto empleada para la investigación se situó en la sala de pretratamiento con objeto de amortiguar las variaciones de temperatura de la zona. Tal y como se muestra en la Figura 2, consta de dos reactores biológicos con un volumen operativo de 1500 litros cada uno y dos decantadores de 40 cm de diámetro. La alimentación fue llevada a cabo mediante una impulsión desde la salida del desarenador-desengrasador de la EDAR, activada automáticamente mediante un temporizador programable. El fango procedente del reactor biológico pasa al decantador por gravedad, dotado en la conducción de un codo invertido que se introduce en la lamina del reactor para evitar la proliferación de caminos preferenciales, así mismo la salida del reactor biológico posee un sistema para evitar el paso del relleno desde el reactor biológico mediante una malla rígida de luz inferior al tamaño mínimo del relleno. El efluente de cada uno de los decantadores discurre en régimen de lámina libre hacia la cabecera de la EDAR. Los reactores biológicos están dotados de un sistema de aireación compuesto por una soplante conectada a un temporizador y en cada uno de los reactores biológicos un difusor de burbuja gruesa y en el caso del reactor biológico 2 un difusor de burbuja fina. La aireación se realiza por medio de una soplante regulada por un temporizador y diversas válvulas instaladas en cada una de las conducciones. La recirculación de fango se diseñó para realizarse mediante el empleo de dos bombas que tomaban el fango de cada uno de los decantadores introduciéndolo en el

biorreactor correspondiente. Estas bombas operaron de un modo continuo, modificando el caudal de recirculación mediante el empleo de válvulas situadas en las dos conducciones.



Figura 2. Fotografía original de la planta piloto con dos reactores biológicos y dos decantadores

2.4. DETERMINACIONES ANALÍTICAS

Las muestras del influente, los reactores biológicos y cada uno de los efluentes fueron tomadas semanalmente. La temperatura y el oxígeno disuelto de los reactores biológicos fueron determinados in situ. pH y conductividad de cada una de las muestras fueron medidos con un pHmetro (Crison pH 25®) y un conductímetro (Crison CM 35®). La Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) fueron determinadas acorde a la American Public Health Association (APHA-AWWA-WEF). Los sólidos en suspensión totales (SST), fijos (SSF) y volátiles (SSV) fueron determinados por el método gravimétrico de APHA (2012). La biopelícula del relleno fue medida para analizar la biomasa adherida de los rellenos según el procedimiento descrito por Martín-Pascual et al (2012).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El influente a lo largo de la investigación presentó una concentración media de SST de 526 ± 299 mg/L fraccionada en 417 ± 233 mg/L de volátiles y 109 ± 82 mg/L de fijos, una conductividad con un valor medio de 2295 ± 402 μ S/cm/cm y un pH ligeramente superior a la neutralidad con un valor medio de $7,49 \pm 0,34$. En relación a la concentración de materia orgánica presentó unos elevados valores medios de 906 ± 303 mgO₂/L de DQO y 571 ± 164 mgO₂/L de DBO₅, presentando además una gran variación como muestra la elevada desviación típica lo que puede provocar una situación de estrés en la microbiota implicada en el proceso.

Durante la investigación se desarrollaron tres ciclos experimentales a diferentes cargas máscas (CM), variando el tiempo de retención hidráulica (TRH) y los sólidos en suspensión en el licor mezcla (SSLM) tal y como muestra la tabla 2. En el primer ciclo se operó en el reactor con lecho a una concentración de SSTLM de 2899 ± 511 mg/L y con 2088 ± 412 mg/L de sólidos en suspensión volátiles en el licor mezcla (SSVLM) y un TRH de 29 horas, mientras el fango activo operó a un TRH de 36 horas presentando una concentración SSTLM de 2745 ± 770 mg/L y 1688 ± 308 mg/L de SSVLM. El tiempo de retención celular (TRC) en esta fase, con la purga establecida fue de 19,5 días y 25

Tabla 2 Parámetros operativos y de funcionamiento de la planta piloto en la línea con lecho móvil y la de fango activo convencional durante las 3 fases experimentales.

		T.R.H. (horas)	MLSS _i (mg/L)	MLSS _v (mg/L)	V ₃₀ (ml)	IVF (ml/g)	pH	Conductividad (μS)
Ciclo 1	Lecho Móvil	29	2899±511	2088±412	539±62	166±24	7,20±0,19	2192±203
	Fango Activo	36	2745±770	1688±308	503±32	172±47	7,25±0,23	1786±138
Ciclo 2	Lecho Móvil	30	3679±1065	2933±882	827±68	153±8	6,98±0,39	1809±126
	Fango Activo	30	3042±564	2445±461	537±288	197±77	7,25±0,23	1886±28
Ciclo 3	Lecho Móvil	48	5410±618	4263±410	917±23	164±22	6,93±0,04	1796±186
	Fango Activo	48	5977±915	4750±720	828±20	125±1	7,00±0,07	1890±84

días para el reactor con lecho y el fango activo respectivamente. El segundo ciclo operó con un TRH de 30 horas y un TRC de 21,5 días en ambos reactores, el lecho móvil presentó una concentración de SSTLM de 3679±1065 mg/L con 2933±882 mg/L de SSVLM mientras que el fango activo se estabilizó a 3042±564 mg/L de SSTLM con 2445±461 mg/L de SSVLM. El último ciclo operó a un TRH de 48 horas y un TRS de 30 días, los SSTLM se estabilizaron en 5410±618 y 5977±915 mg/L para el lecho móvil y el fango activo respectivamente con 4263±410 y 4750±720 mg/L de SSVLM.

Durante el primer ciclo experimental la relación de volátiles fue mayor en el reactor biológico de lecho móvil que en el fango activo como consecuencia de la diferencia de TRH y la presencia del relleno. Los reactores biológicos de lecho móvil y fango activo presentaron unos valores medios de pH de 7,20±0,19 y 7,25±0,23 y una conductividad de 2192±203 μS/cm y 1786±138 μS/cm con valores de V30 medios de 539±62 y 503±32 ml. presentando unos valores medios de índice Volumétrico de Fango (IVF) o índice de Mohlman de 166±24 y 172±47 mL/g, respectivamente. En relación a la densidad de biopelícula adherida en el lecho móvil, ésta presentó un valor inferior al obtenido en otras investigaciones (Siriwarat and Randal, 2005; Rutt et al., 2006; Kim et al., 2010; Marques et al., 2008; Martín-Pascual et al., 2012), con una media a lo largo del ciclo de 554±367 mg/L de relleno. El influente de la planta durante este ciclo presentó unos valores medios de pH y conductividad de 7,28±0,23 y 2420±218 μS/cm respectivamente, la concentración de DQO fue de 816±33 mgO₂/L y de DBO5 de 530±114 mgO₂/L (tabla 3), la menor presencia de biomasa en el reactor biológico de fangos activos, hizo que a pesar de trabajar a un TRH mayor la carga másica de ambos reactores fuera similar presentando valores medios a lo largo de esta fase de 0,21±0,03 y 0,21±0,04 KgDBO5/día. Los datos experimentales del efluente mostraron 49,2±29,14 mgO₂/L y 26,4±6,58 mgO₂/L de DBO5 y una DQO de 314±129 mgO₂/L y 167±52 mgO₂/L a la salida de los decantadores de lecho móvil y fango activo, respectivamente, lo cual supuso un rendimiento en eliminación de DBO5 de 91,55±4,22% y 95,22±1,57% para la planta con lecho y sin lecho y una eliminación de DQO del 67,98±15,12% y 81,88±4,89% para los TRH de 29 y 36 horas respectivamente. La calidad del efluente se observó que podría haberse visto deteriorada por el comportamiento del decantador el cual dado su escaso diámetro experimenta un importante efecto pared que podría impedir la adecuada decantación.

El ciclo 2 presentó unos valores medios de V30 de 827±68 y 537±288 ml y un IVF de 153±8 y 197±77 mL/g para los reactores con lecho y fango activo respectivamente. El licor mezcla presentó un pH de 6,98±0,39 y 7,25±0,23 y una

conductividad de 1809±126 y 1886±287 μS/cm respectivamente para los reactores de lecho móvil y fango activo. La biopelícula adherida durante esta fase fue ligeramente superior a la fase anterior con un valor medio de 952±318 mg/L. El influente en esta fase presentó una concentración media de SST de 305±123 mg/L con 247±104 mg/L de volátiles, con un pH de 7,49±0,11, una conductividad de 2322±83 μS/cm, una concentración de DQO de 703±160 mgO₂/L y 543±106 mgO₂/L de DBO5. La carga másica tuvo un valor medio para los reactores con lecho y sin él de 0,18±0,07 y 0,26±0,10 kgDBO5/día, diferencia debida a la mayor concentración de biomasa presente en el lecho. Los resultados obtenidos, tal y como muestra la tabla 3, presentaron unos valores medios en concentración de materia orgánica en forma de DBO5 de 74±60 y 77±35 mgO₂/L para los efluentes del lecho y del fango convencional respectivamente y 272±163 y 294±139 mgO₂/L de concentración de DQO para los efluentes del lecho y el fango respectivamente, valores medios alejados de los requeridos por la Normativa vigente, sin embargo a lo largo del muestreo se han obtenido valores puntuales a la salida con concentración de materia orgánica inferior a la exigida en el efluente procedente del lecho. Los parámetros pH y conductividad fueron de 7,40±0,28 y 1741±183 μS/cm para el efluente procedente del lecho y 7,53±0,20 y 1821±253 μS/cm para el efluente procedente del sistema convencional. En relación a los rendimientos en eliminación de materia orgánica obtenidos empíricamente estos presentaron unos valores de 85,48±10,99% de DBO5 y 77,69±10,80% de DQO para el reactor con lecho móvil y 85,31±7,75% de DBO5 y 70,95±13,88% de DQO para el sistema convencional.

Durante el último ciclo, el licor mezcla presentó unos valores medios de V30 de 917±23 y 828±20 ml para la línea con relleno y sin relleno respectivamente, superiores a los obtenidos en las fases anteriores tal y como corresponde a un licor mezcla con mayor concentración de sólidos en suspensión y un IVF de 164±22 y 125±1 mL/g. Los parámetros ambientales de ambos reactores biológicos fueron muy similares presentando un pH medio de 6,93±0,04 y 7,00±0,07 respectivamente y una conductividad de 1796±186 y 1890±84 μS/cm. En este ciclo la biopelícula presente en los soportes fue ligeramente mayor a los valores obtenidos en las fases previas con un valor medio de 1836±855 mg/Litro de relleno con un 80,27% de fracción volátil. El influente, mantuvo unas características homogéneas con una carga orgánica media de 844±225 mgO₂/L de DQO y 610±42 mgO₂/L de DBO5 con una concentración de SST de 289±37 mg/L con 242±30 mg/L de SSV. La carga másica tuvo un valor medio muy similar en ambos reactores biológicos con un valor medio de 0,08±0,01 y 0,08±0,01 kgDBO5/(kg SSLM día); en un agua con una

DBO5 de entrada tan alta, con un proceso de baja carga, se requeriría un rendimiento de prácticamente un 96% para el cual la carga másica de trabajo sería 0,055 kgD-BO5/(kg MLSS día) para lo cual habría que incrementar los MLSS enormemente además de disminuir el caudal de entrada obteniendo un TRH mayor a 2 días, por tal motivo en una oxidación prolongada no se consigue, pero si se alcanza si el proceso va unido al lecho.

La calidad de los efluentes tal y como muestra la tabla 3 es superior a la experimentada en los ciclos anteriores además permite observar las diferencias existentes entre el sistema convencional con unos valores de materia orgánica a la salida de 113 ± 38 mgO₂/L de DQO y 30 ± 5 mgO₂/L de DBO5 frente al sistema de lecho móvil que presentó unos valores de salida un 43,33% inferiores en DBO5 con un valor medio de 17 ± 2 mgO₂/L y un 30,08% menores en DQO con un valor final medio de 79 ± 18 mgO₂/L. Lo cual en términos medios supuso un rendimiento en eliminación de DBO5 de $95,11 \pm 1,37\%$ para el sistema convencional y $96,82 \pm 0,84\%$ para la planta con lecho y una eliminación en DQO del $89,35 \pm 3,17\%$ y $84,27 \pm 6,81\%$ para el sistema de lecho fluidificado y el sistema de fangos activos respectivamente.

Tabla 3 Valores medios a lo largo de las tres fases experimentales del agua de entrada y de cada una de las salidas de las dos líneas de tratamiento.

		pH	Conductividad (μS/cm)	SST (mg/L)	DQO (mgO ₂ /L)	DBO ₅ (mgO ₂ /L)
Ciclo 1	Influente	7,28±0,23	2420±218	579±123	816±33	530±114
	Efluente Lecho Móvil	7,53±0,11	2188±96	130±138	314±129	49,2±29,14
	Efluente Fango Activo	7,20±0,19	2192±203	133±122	167±52	26,4±6,58
Ciclo 2	Influente	7,49±0,11	2322±83	305±123	703±160	543±106
	Efluente Lecho Móvil	7,40±0,28	1741±183	115±85	272±163	74±60
	Efluente Fango Activo	7,53±0,20	1821±253	115±55	294±139	77±35
Ciclo 3	Influente	7,64±0,24	2472±138	289±37	844±225	610±42
	Efluente Lecho Móvil	7,45±0,07	1768±148	61±30	79±18	17±2
	Efluente Fango Activo	6,93±0,04	1913±119	71±27	113±38	30±5

En relación a los parámetros ambientales de los efluentes, éstos presentaron unos valores medios de $7,45 \pm 0,07$ y $6,93 \pm 0,04$ de pH para los efluentes 1 y 2 y una conductividad media de 1768 ± 148 y 1913 ± 119 μS/cm para los efluentes procedentes del lecho y del sistema convencional respectivamente. La concentración de sólidos en suspensión totales de los efluentes presentó un valor medio de 61 ± 30 y 71 ± 27 mg/L con un porcentaje de fijos superior al 22% en ambos casos con un valor medio de 13 ± 6 y 16 ± 8 mg/L.

CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación comparando un sistema convencional de fangos activos con un sistema de lecho móvil se puede concluir que:

i) A TRH de 48 horas a una carga másica de 0.08 kg DBO5/(Kg MLSS día) la diferencia a la salida del proceso de lecho móvil en comparación con el proceso convencional es de

43,33% inferior en DBO5 y 30,08% en DQO, presentando un rendimiento en DBO5 de $96,82 \pm 0,84\%$ y $95,11 \pm 1,37\%$ para el sistema con lecho móvil y el convencional respectivamente y en DQO del $89,35 \pm 3,17\%$ y $84,27 \pm 6,81\%$ para el sistema de lecho y el de fangos activos respectivamente.

ii) Para un adecuado dimensionamiento de un sistema de lecho móvil hay que considerar la carga másica y su relación con el índice volumétrico del fango.

iii) El sistema de lecho móvil puede ser de utilidad para la rehabilitación de una depuradora existente de fangos activos de baja carga que sea incapaz de biodegradar la materia orgánica debido a un incremento de la concentración del efluente.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido posible gracias a ESAMUR y ECOHIDRO. Los autores además quieren mostrar su agradecimiento al Ministerio de Ciencia y Tecnología (Ref. CTM-11929-C02-01) y a la Universidad de Granada por la contratación de Jaime Martín-Pascual.

REFERENCIAS

1. APHA (2012) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd ed. American Public Health Association, Washington DC, 2012.
2. Chan, Y.J.; Chong, M.F.; Lim Law, C.; Hassell, D.G. (2009) A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. Chemical Engineering Journal 155(1-2) 1-18
3. Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas
4. Kermani, M.; Bina, B.; Movahedian, H.; Amin, M.M.; Nikaein, M. (2008) Application of Moving Bed Biofilm Process for Biological Organics and Nutrients Removal from Municipal Wastewater. American Journal of Environmental Sciences 4(6) 675-682.
5. Kim, H; Gellner, J.; Boltz, J.;Freudenberg, R.; Gunsch, C. (2010) Effects of integrated fixed film activated sludge media on activated sludge settling in biological nutrient removal systems. Water Research 4 1553-1561.
6. Marques, J.J.; Souza, R.R.; Souza, C.S. y Rocha, I.C.C. (2008) Attached biomass growth and substrate utilization rate in a moving bed biofilm reactor. Brazilian Journal of Chemical Engineering 25 665-670.
7. Martín-Pascual, J.; López-López, C.; Cerdà, A.; González-López, J.; Hontoria, E.; Poyatos, J.M. (2012) . Comparative kinetic study of carrier type in a moving bed system applied to organic matter removal in urban wastewater treatment. Water, Air, and Soil Pollution 223(4) 1699-1712
8. Mehrdadi, N.; Azimi, A. A.; Nabi Bidhendi, G. R.; Hooshyari, B. (2006) Determination of design criteria of an h-ifas reactor in comparison with an extended aeration activated sludge processs. Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering 3(1) 53-64.
9. Ødegaard, H. (2006) Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. Water Science and Technology 53 17-33.

-
10. Plattes, M.; Fiorelli, D.; Gill'e,S.;Girard, C.; Henry, A.; Minette, F.; O'Nagy, O.; Schosseler, P.M.(2007) Modelling and dynamic simulation of a moving bed bioreactor using respirometry for the estimation of kinetic parameter. *Biochemical Engineering Journal* 33(3) 253-259.
 11. Rutt K.; Seda, J.; Johnson, C. H. (2006) Two year case study of integrated fixed film activated sludge (ifas) at broomfield. *Proceedings of the Water Environment Federation, WEFTEC 2006* 1(10) 225-239.
 12. Sriwiryarat, T.; Randall, C.W. (2005) Performance of IFAS wastewater treatment processes for biological phosphorus removal. *Water Research* 39(16) 3873-3884.
 13. Wang, R; Wen, X. y Qian, Y. (2005) Influence of carrier concentration on the performance and microbial characteristics of a suspended carrier biofilm reactor. *Process Biochemistry* 4 2992-3001.
 14. Zalakain, G.; Larrea, A.; Malefeito, J.J.; Albizuri, J.; Larrea, L. (2008) Proceso híbrido con lecho móvil HY-BAS, una eficaz alternativa para la remodelación de EDAR urbanas existentes. *Tecnología del Agua* 294 54-63.